Strandskalbaggar, biologisk mångfald och reglering av små vattendrag – exemplen Svartån och Mjällån

SVEN-ÅKE BERGLIND, BENGT EHNSTRÖM & HÅKAN LJUNGBERG

Berglind, S.-Å., Ehnström, B. & Ljungberg, H.: Strandskalbaggar, biologisk mångfald och reglering av små vattendrag – exemplen Svartån och Mjällån. **[Riparian beetles, biodiversity, and stream flow regulation – the examples of Svartån and Mjällån streams, Central Sweden.]** – Ent. Tidskr. 118 (4): 137–154. Uppsala, Sweden 1997. ISSN 0013-886x.

Vattendrag med naturlig variation i vattenföring och vattenstånd hör till några av de mest artrika, dynamiska och komplexa ekosystem som finns i Europa. Moderna vattenkraftregleringar leder till en genomgripande reducering av naturliga vattennivåfluktuationer, som inte var alls lika påtaglig vid gamla tiders småkraftverk eller flottningsregleringar. Genom att många arter som lever i eller vid vattendrag redan idag har fått sina livsmiljöer förstörda eller möjligheterna till spridning förhindrade av regleringar, är risken uppenbar att vi inom en nära framtid får se parallella utdöenden av arter med idag starkt fragmenterade populationer i såväl Sverige som övriga Europa.

Statliga bidrag till fortsatt utbyggnad av s.k. minikraftverk – trots att effekten av denna satsning på såväl landets energiförsörjning som sysselsättning är helt marginell – har markant förvärrat hotbilden mot den biologiska mångfalden vid vattendrag. Vi ser idag vilka oacceptabla konsekvenser dessa stöd kan få genom att ansökningarna inte bara gäller effektivisering av befintliga kraftverk, utan även utbyggnad av fritt strömmande eller måttligt regleringspåverkade vattendrag med mycket stora naturvärden. Ett exempel på det senare fallet utgör Svartån i Värmland: ett vattendrag utan befintligt kraftverk där det enligt naturvårdslagen är förbjudet att dämma, och som bl.a. rymmer en unik och artrik skalbaggsfauna direkt beroende av naturligt säsongsregelbundna vattennivåfluktuationer.

S.-Å. Berglind, Programmet i naturvårdsbiologi, Genetiska institutionen, Uppsala universitet, Box 7003, S-750 07 Uppsala.
B. Ehnström, ArtDatabanken, Sveriges lantbruksuniversitet, Box 7007, S-750 07 Uppsala.
H. Ljungberg, Kvartärgeologiska institutionen, Lunds universitet, Tornavägen 13, S-223 63 Lund.

Introduktion

Reglering av vattendrag har utpekats som en av de mest dramatiska och utbredda formerna av medveten mänsklig påverkan på naturliga miljöer (se Dynesius & Nilsson 1994). I Sverige är ca 70 % av den utbyggbara vattenkraften tagen i anspråk, i vissa län ända upp till 90% (se t.ex. Bernes 1994). Huvuddelen av denna vattenkraft kommer från större vattendrag. De kraftverk som byggts i mindre vattendrag, s.k. minikraftverk (med en effekt från 100-1500 kW), svarar för bara 1% av Sveri-



Fig. 1. Läget för de undersökta åarna, Svartån i Värmland och Mjällån i Medelpad.

The location of the studied streams, Svartån and Mjällån, in central Sweden.

ges totala elproduktion under ett år. År 1997 beslutade Sveriges riksdag att ge statliga bidrag till ytterligare utbyggnad av småskalig vattenkraft (Proposition 1996/97:84), som efter fem år beräknas ge ett tillskott på ytterligare 0,2% till landets elproduktion. Riksrevisionsverket (1998) konstaterar att minikraftverken har en helt marginell effekt på landets elproduktion. Även sysselsättningseffekten är marginell och av tillfälligt slag. Effekten av minikraftverk på den biologiska mångfalden är däremot inte marginell. I förhållande t' 'l energiutbytet åstadkommer minikraftverken nnu större ingrepp i naturmiljön än de stora kraftverken (Nilsson 1982). Vidare har vattenkraftindustrins intentioner med s.k. miljöanpassad utbyggnad mycket lite med modern naturvård att göra, och tyder på en anmärkningsvärd okunskap om de naturvärden som står på spel.

Åtskilliga studier har visat på klara samband mellan vattenreglering och negativa biologiska effekter, t.ex. utrotande av lokalt anpassade fiskbestånd (se Bernes 1994), en minskad art- och individrikedom av akvatiska insektsarter i strömmande vatten (t.ex. Malmqvist & Englund 1996, Englund & Malmqvist 1996, Englund et al. 1997a), och minskad diversitet av kärlväxter längs älvstränder (Nilsson et al. 1991a). Insekterna utgör den artrikaste organismgruppen i och vid vattendrag, med flera hundra mer eller mindre specialiserade arter i Sverige, varav 37 är rödlistade p.g.a. vattenregleringar (Ehnström et al. 1993). Faunan av strandinsekter är mycket artrik men hittills föga uppmärksammad, trots att dess livsmiljöer förändras kraftigt vid ändrade vattenregimer. De miljömål Naturvårdsverket (1997) och Sveriges riksdag (Proposition 1997/98: 145) ställt upp, innebär att hotade arter skall ges möjlighet att öka i antal och att sprida sig till nya lokaler inom hela sina naturliga utbredningsområden så att långsiktigt livskraftiga bestånd säkras. För att vi ska klara dessa mål måste strandfaunan vara en viktig faktor att ta hänsyn till vid prövningen av om ett vattenkraftprojekt kan anses vara tillåtligt eller ej. Nedan ges två exempel på de samhällen av strandskalbaggar som finns längs sandiga åstränder med naturligt säsongsregelbundna vattennivåfluktuationer: dels Svartån i Värmland och dels Mjällån i Medelpad, den första under hot om utbyggnad, den andra föreslagen att skyddas för sin rika biologiska mångfald i bl.a. strandzonen.

Områdesbeskrivningar och metodik

Svartån är belägen inom den norra delen av Brattforshedens naturvårdsområde, knappt 3 mil NV om Filipstad i Värmland (Fig. 1). Området är ett s.k. randdelta som skapades då den senaste inlandsisen dröjde sig kvar i området, varvid enorma mängder sand avsattes av mäktiga isälvar upp till den dåvarande havsytan. Brattforsheden förlorade de sista direkta förbindelserna med det forntida havet och blev "torrlagd" senast ca 7000 f.Kr. (Furuholm et al.1994), varefter Svartån började ta form. Naturvårdsområdet omfattar ca 11 000 ha, och utgör med sina väl utvecklade deltaplan, dödisgropar, rullstensåsar och fossila flygsanddyner ett av de största och mest mångformiga randdeltaområdena i Sverige (Länsstyrelsen i Värmlands län 1984, Furuholm et al. 1994).

Svartån börjar vid den oligotrofa Bosjön och rinner först söderut några km för att sedan vika av norrut, med mycket regelbundna meanderbågar, till mynningen i Grässjön, varefter vattnet fortsätter norrut till Lidsjön, Rådasjön och slutligen Klarälven vid Råda. Svartån tillhör således Klar-



*Fig. 2. På nässpetsarna längs Svartån skapas vid höga vårflöden öppna till glest gräsbevuxna sandbankar som utgör livsmiljö för flera fläckvist utbredda och rödlistade strandskalbaggar, t.ex. brun sandjägare **Cicindela hybrida**, brokig spegellöpare **Bembidion litorale**, kortvingen **Ischnopoda scitula** och tvåfläckig snabbagge **Anthicus bimaculatus**. Ca 800 m NNO om Kvarntorp, 16.6 1990. Foto: S.-Å. Berglind.*

*Sandy point bars are built up during high spring floods on the tip of the promontaries of the Svartån stream. These are habitat of several patchily distributed and red listed riparian beetles, for example **Cicindela hybrida, Bembidion litorale, Ischnopoda scitula** and **Anthicus bimaculatus**.*



*Fig. 3. Bruna sandjägaren **Cicindela hybrida** har sin nordligaste population i Skandinavien på de större sandbankarna längs Svartån. Populationen är helt isolerad, och dess livsmiljö här är av unikt slag för arten i Skandinavien (se vidare texten). Ca 600 m NNO om Kvarntorp, 7.5 1990. Foto: S.-Å. Berglind.*

***Cicindela hybrida** has its northernmost population in Scandinavia on sandy point bars at the Svartån stream. The population is isolated, and its habitat of unique type in Scandinavia (see Summary).*

älvens avrinningsområde, och påminner också i många avseenden om en Klarälven i miniatyr. Åns längd är ca 17 km, bredd i snitt 8 m och djup 1-2 m. Vid vårfloder kan vattenståndet stiga ytterligare åtminstone 2 m. Stränderna nedströms Svartåhyttan karaktäriseras av upp till ca 15x15 m stora, öppna till glest gräsbevuxna sandbankar på nässpetsarna (Fig. 2), samt upp till 15 m höga erosionsbranter (nipor) i meanderbågarnas yttersvängar. Närmast ån växer en smal korridor med gråal och klibbal, utanför denna tar gran- och tallskog vid. Här och var finns kärrartade översvämningsmarker och korvsjöar. Därtill finns i Svartåns dalgång flera vackert utvecklade bäckraviner med fuktig äldre granskog som mynnar i Svartån, och som bryter av den annars helt dominerande hedtallskogen inom naturvårdsområdet. Under några decennier var Svartån flottningsreglerad, varvid vårfloden sparades i källsjöarna för att underlätta timmertransporten under sommaren.

Faunan av insekter längs Svartåns stränder har undersökts av en av oss (SÅB) under främst 1990 och 1997. Undersökningen är inte att betrakta som en traditionellt detaljerad inventering, utan mera som omfattande ett antal stickprov av faunan. Skalbaggar har insamlats genom handplockning på öppna till glest starr- och gräsbevuxna sandpartier, inklusive med hjälp av vattensköljning på öppen sand, på totalt tio näs från ca 0,5 km NV om bron vid Svartå (= Svartåhyttan) och 10 km nedströms till 1,2 km SO om utloppet i Grässjön. Näsen har undersökts vid ett eller flera besök och med varierande grad av noggrannhet. Fyra av näsen har därtill undersökts med hjälp av två fallfällor vardera under maj-början av juni 1990 samt juli 1997: dels två näs 500 respektive 800 m NNO om Kvarntorp och dels två näs 200 m N respektive 400 m NV om Högåsenbron (O om Blaskåberg). Fällorna bestod av nedgrävda plastbaljor med diametern 25 cm och höjden 12 cm fyllda till 2/3 med vatten, glykol samt några droppar diskmedel. De utplacerades dels ca 0,5 m från vattenlinjen, på halvfuktig, öppen till glest *Carex*-bevuxen, mjälig sand vid spetsen av näsen, och dels ca 5 m från vattnet på torr, öppen till glest *Calamagrostis*-bevuxen grovmo på krönet av nässpetsarna.

Mjällån är belägen drygt 35 mil NO om Svartån och börjar i Ångermanland SV om Kramfors och mynnar tillsammans med Ljustorpsån i Indalsälvens delta vid Bottenhavet i Medelpad N om Timrå (Fig. 1). Mjällån och den med Ljustorpsån gemensamma ca 10 km långa sträckan är ca 40 km lång, i snitt 10–12 m bred och uppvisar meanderbågar, grus- och sandstränder, samt upp till 30 m höga sandnipor (Fig. 4). Den nedersta sträckan har även inslag av mo och mjäla efter stränderna. Mjällån är oreglerad och det är inte ovanligt att vattnet stiger 4–5 m vid vårfloder. I likhet med Svartån har Mjällån förr varit flottningsreglerad under några decennier. Den närbelägna Ljustorpsån är idag vattenkraftreglerad. Tack vare att Mjällån är oreglerad så bibehålls ändå en stor del av den naturliga vattenregimen i den gemensamma åfåran (S. Grundström, pers. medd.). Mjällån och den med Ljustorpsån gemensamma sträckan har undersökts av en av oss (BE) vid ca tio tillfällen men också av flera andra skalbaggskännare sedan slutet av 1960-talet, varvid troligen merparten av de ur naturvårdssynpunkt intressantaste arterna har noterats. Däremot har förekomsten av i Sverige allmänna arter ej närmare undersökts. Skalbaggsfaunan och övriga naturvärden har på ett föredömligt sätt uppmärksammats av Timrå kommun, varför Mjällån och den med Ljustorpsån gemensamma sträckan nu är föreslagen skydd enligt naturresurslagen i den s.k. vattendragsutredningen (SOU 1996). För enkelhetens skull kallar vi i fortsättningen både Mjällån och den med Ljustorpsån gemensamma sträckan för endast "Mjällån".

För att utvärdera dessa vattens naturvärden har vi använt oss av artsammansättningen, vilket inbegriper de två vanliga kriterierna artrikedom och arternas sällsynthet (jfr Margules & Usher 1981, Spellerberg 1992).

Artrikedom och sällsynta arter

Allmänt

Den svenska skalbaggsfaunan immigrerade efter den senaste istiden från främst sydliga och västliga refugier på den europeiska kontinenten. Den tempererade faunan nådde de södra delarna av den skandinaviska bergskedjan redan omkring 8000 f.Kr. (Lemdahl 1997). Säkerligen fanns det då ett tätt nätverk av jungfruliga strandmiljöer att kolonisera för strandskalbaggar i Sverige, och kolonisationen av älvar och åar torde inte ha dröjt. Flertalet av dessa skalbaggar är knutna till strändernas tidigaste successionsfaser, d.v.s. öppna eller glest bevuxna markytor, och har mer eller mindre be-

stämda krav på marksubstratets kornstorlek och fuktighet. De förekommer särskilt rikligt vid sandiga vattendrag med hög pågående geologisk aktivitet, där naturligt säsongsregelbundna vattennivåfluktuationer, med bl.a. höga vårflöden, eroderar material från niporna som sedan sedimenteras på nässpetsarna. Svartån och Mjällån utgör några av vårt lands finaste exempel på sådana vattendrag, vilket också avspeglas i deras exklusiva skalbaggsfaunor. I förhållande till sin storlek kan Svartån och Mjällån mycket väl vara två av de åar som rymmer flest sällsynta arter av strandskalbaggar i Sverige. Förekomsten av likaså sällsynta och rödlistade akvatiska djurarter samt strandväxter understryker de stora naturvärden som dessa vattendrag rymmer sett ur såväl nationell som nordeuropeisk synvinkel.

Svartån

Vid Svartån har 133 skalbaggsarter insamlats varav 50 är jordlöpare och 50 kortvingar (Tab. 1). Ungefär 63 % av arterna är karaktäristiska för stränder, i hög grad sandstränder vid rinnande vatten. Övriga arter är m.e.m. vanliga i många olika typer av miljöer. Att lägga märke till är att skalbaggar bara insamlats på marken och med koncentration på öppna till halvöppna sandytor (inklusive bland gräs/halvgräs) i den omedelbara strandzonen, högst ca sju m från vattenlinjen (= kortaste avståndet till vattenlinjen från överdelen av de största sandbankarna). Hade även mera perifera strandpartier samt vegetationen närmare genomsökts skulle många fler arter påträffats, dock huvudsakligen sådana som ej är direkt beroende av stränder. I de två mest omfattande undersökningar av skalbaggar som gjorts vid vattendrag i Sverige har även sistnämnda strandbiotoper inkluderats, med mycket höga artantal som följd: vid Klarälven innan den reglerades fann Palm & Lindroth (1936, 1937) hela 981 arter, och vid den oreglerade Öre älv i Ångermanland fann Nilsson & Lundberg (1985) 495 arter.

Inga jämförbara studier av strandskalbaggar har gjorts vid åar i Sverige. Man kan dock med hjälp av sistnämnda två undersökningar göra en skattning av det minsta totala antalet arter av skalbaggar i Svartåns strandmiljö. Den familj som undersökts mest noggrant vid Svartån är jordlöparna, med 50 funna arter (av totalt 99 funna arter inom Brattforshedens naturvårdsområde och 350 arter i hela Sverige), vilket bedöms motsvara huvuddelen av de regelbundet förekommande arterna. Vid undersökningarna längs Klarälven och Öre älv påträffades 115 respektive 70 arter av jordlöpare, vilket motsvarar 12 respektive 14% av den totala funna skalbaggsfaunan. Om man räknar med att jordlöparna utgör 13% av skalbaggsfaunan vid Svartån kan det totala antalet skalbaggsarter skattas till minst 385. Detta antal indikerar att Svartån har en artrik skalbaggsfauna, med tanke på att ån är mycket mindre än både Klarälven och Öre älv. Att antalet arter i hög grad beror på ett områdes areal är ett generellt fenomen, som också visats för kärlväxter längs älvstränder, där stora älvar uppvisar fler arter per lokal än små älvar (Nilsson et al. 1991b). Vidare är det känt att älvstrandlokaler med sällsynta arter av kärlväxter också har en högre artrikedom (Nilsson et al. 1988). Detta samband kan mycket väl gälla även för strandskalbaggar, vilket i så fall innebär att man kan förvänta sig att vattendrag med sällsynta skalbaggar också är artrika vattendrag. Som framgår nedan uppvisar Svartån en rad sällsynta arter.

Elva av strandskalbaggarna vid Svartån har en mer eller mindre fläckvis och begränsad utbredning i Sverige: två är rödlistade (kortvingen *Ischnopoda scitula* och snabbaggen *Anthicus bimaculatus*) och ytterligare tre kommer förmodligen att finnas med i nästa rödlista (brokiga spegellöparen *Bembidion litorale* samt kortvingarna *Ischnopoda constricta* och *I. coarctata*). Ytterligare minst fem arter är mer eller mindre sällsynta och mycket lokalt förekommande i Skandinavien (kortvingarna *Deleaster dichrous, Bledius tibialis, Aloconota insecta, Deinopsis erosa* och bladhorningen *Psammodius sulcicollis*), och tre har isolerade randpopulationer på nord- eller sydgränsen för sin skandinaviska utbredning vid Svartån (bruna sandjägaren *Cicindela hybrida*, älvgrävaren *Dyschirius septentrionum* och kortvingen *Philonthus subvirescens*). Svartån uppvisar således åtskilliga arter som är av stort intresse ur såväl naturvårdssynpunkt som biogeografisk synvinkel.

Mjällån

Mjällåns rika skalbaggsfauna har varit känd sedan slutet av 1960-talet. Som framgår av Tab. 1 uppvisar den såväl stora likheter som olikheter med Svartån. Eftersom Mjällån är belägen betydligt längre norrut kan man förvänta sig att inslaget av nordliga arter är större och av sydliga arter mindre. Så är också fallet till viss del, men som framgår nedan finns några an-



Fig. 4. Sandbankar vid Mjällån. Vid ån förekommer en rad sällsynta och rödlistade strandskalbaggar, bl.a. strandsandjägare ***Cicindela maritima****, månstrandlöpare* ***Bembidion lunatum****, gul strandlöpare* ***B. ruficolle*** *och kortvingarna* ***Bledius littoralis*** *och* ***Stenus bimaculatus****. Foto: Stefan Grundström.*

Sand banks at the Mjällån stream. Habitat of several rare and red listed riparian beetles, for example ***Cicindela maritima, Bembidion lunatum, B. ruficolle, Bledius littoralis*** *and* ***Stenus bimaculatus****.*

märkningsvärda undantag. Vid Mjällån uppträder tre rödlistade arter (strandsandjägaren *Cicindela maritima*, gula strandlöparen *Bembidion ruficolle* och kortvingen *Bledius littoralis*) och minst tio andra arter av stort naturvårds- och biogeografiskt intresse (jordlöparna *Bembidion litorale, B. schueppeli, B. lunatum*, kortvingarna *Stenus bimaculatus, S. ruralis, Ochthephilus omalinus, Thinobius praetor, Bledius pallipes, B. tibialis*, och bladhorningen *Psammodius sulcicollis)*. Det är idag svårt att säga något om det totala antalet skalbaggsarter i strandzonen. Förmodligen är dock antalet minst lika stort som vid Svartån.

Artkommentarer

Nedan presenteras de intressantaste strandskalbaggarna helt kort. Tre av arterna är gemensamma för båda vattendragen. Inom parentes anges eventuell hotkategori (H) enligt Ehnström et al. (1993).

Carabidae, jordlöpare. *Cicindela hybrida*, brun sandjägare (Fig. 3). En i Sverige sydvästlig art som är funnen från Skåne till södra Värmland (Lindroth 1985). Uppträder i södra Sverige och Danmark lokalt talrikt på sandmarker i dynområden, ibland även i grustag. Förekomsten i Värmland och vid Svartån är den nordligaste i Skandinavien, och helt isolerad från de närmaste funna populationerna (södra Dalsland och sydöstra Norge). Är i övriga Värmland påträffad vid Klarälven, där den idag är att betrakta som starkt hotad med bara en känd lokal, vid Grava, från att tidigare ha förekommit vid Deje (Wirén 1954, T. Appelqvist, pers medd.), Forshaga och Botorp (O. Jonsson, pers. medd.). Förekomsten vid Svartån är



*Fig. 5. Strandsandjägaren **Cicindela maritima** liknar den bruna sandjägaren, men känns igen bl.a. på att det mellersta ljusa bandet på täckvingarna har en mera tvär vinkel. Arten är en exklusiv sandstrandart som har ett av sina starkaste fästen i landet vid Mjällån. Den förekom tidigare även längs Indalsälven, men utrotades där p.g.a. vattenregleringar. Bilden tagen vid Klarälven i Värmland 27.6 1990, där arten idag är starkt hotad och bara finns kvar på en enda sandbank. Foto: S.-Å. Berglind.*

*In Sweden, **Cicindela maritima** occurs almost exclusively on large, sandy point bars along streams and rivers. It has disappeared from several localities in Sweden after water flow regulation.*



*Fig. 6. Brokiga spegellöparen **Bembidion litorale** lever på öppna och glest starrbevuxna, något fuktiga finsandstränder. Arten är känslig för igenväxning och har försvunnit från många lokaler i Sveriges södra halva. Svartån, ca 800 m NNO om Kvarntorp, 9.8 1997. Foto: S.-Å. Berglind.*

***Bembidion litorale** occurs on open, rather moist, silty shores with sparse vegetation of **Carex**. The species is sensitive to overgrowth by plants, and has disappeared from several localities in the southern half of Sweden.*

såvitt känt unik i Skandinavien genom att arten här förekommer talrikt på nässpetsarnas torra, öppna sandbankar med en smal gräsbård (Fig. 2). Arten har förutom vid Klarälven rapporterats från liknande miljöer (i nipor) på Karelska näset (Krogerus 1923, Palmén & Platonoff 1943). Den har också observerats i få exemplar på till Svartån angränsande, sandiga skogsvägar, men verkar här ha svårt att upprätthålla livskraftiga populationer. Pearson & Cassola (1992) menar att många arter av sandjägare är att betrakta som goda indikatorarter för unika och hotade habitat. I Italien har *C. hybrida* konstaterats vara en del av den alltmer utarmade faunan av strandjordlöpare, som är på väg att ersättas av mera opportunistiska och lågspecialiserade arter (Ratti et al. 1996).

C. maritima, strandsandjägare (H4) (Fig. 5). Var i äldre tid utbredd efter havssandstränder i Skåne, Halland och Norrbotten samt efter vissa älvar och åar i främst Norrland (Lindroth 1985). Arten är strikt knuten till torr, lättrörlig, vegetationslös sand i anslutning till vatten. Vid rinnande vatten är den helt beroende av att nya öppna sandbankar kontinuerligt nybildas vid höga vårfloder. Idag är bara en tynande population känd från södra Sverige (Halland), där de lämpligaste stränderna används som badstränder. Arten är starkt hotad vid Klarälven där den endast finns kvar på en sandbank, efter att ha försvunnit från sina gamla lokaler vid Deje (Palm & Lindroth 1937, Wirén 1954) och Botorp (O. Jonsson, pers. medd.), som vuxit igen. Den har dessutom försvunnit från gamla lokaler vid Indalsälven efter vattenkraftreglering (Lindroth 1953). Arten har förmodligen sina individrikaste populationer i landet efter Öre älv (Nilsson & Lundberg 1985) och Mjällån. Kanske det är enbart på Norrlandslokalerna som arten har möjlighet att överleva i Sverige på längre sikt. Uppvisar en tydlig tillbakagång även i Norge, där den betecknats som starkt sårbar (Andersen & Hanssen 1994).

Bembidion litorale, brokig spegellöpare (Fig. 6). En mycket lokalt förekommande art som är funnen från Småland till Norrbotten (Lindroth 1985), och som uppvisar en markant minskning av antalet fyndlokaler vid Klarälven och flertalet andra vattendrag i Sveriges södra hälft (Fig. 7). Den har även gått tillbaka i Norge, där den nu anses som hotad (Andersen & Hanssen 1993, 1994). Arten är knuten till öppna och glest starrbevuxna, något fuktiga finsandstränder, ofta med ett tunt slamlager. Arten är känslig för igenväxning (Andersen & Hanssen 1994), och det är troligt att det är igenväxning i samband med reducering av de naturligt säsongsregelbundna vattennivåfluktuationerna efter vattenkraftregleringar som är orsaken till tillbakagången. Arten har stora populationer vid både Svartån, där den är spridd längs många näs nedströms Svartåhyttan (Fig. 2), och Mjällån (Fig. 4). Arten kommer förmodligen att inkluderas i nästa rödlista.

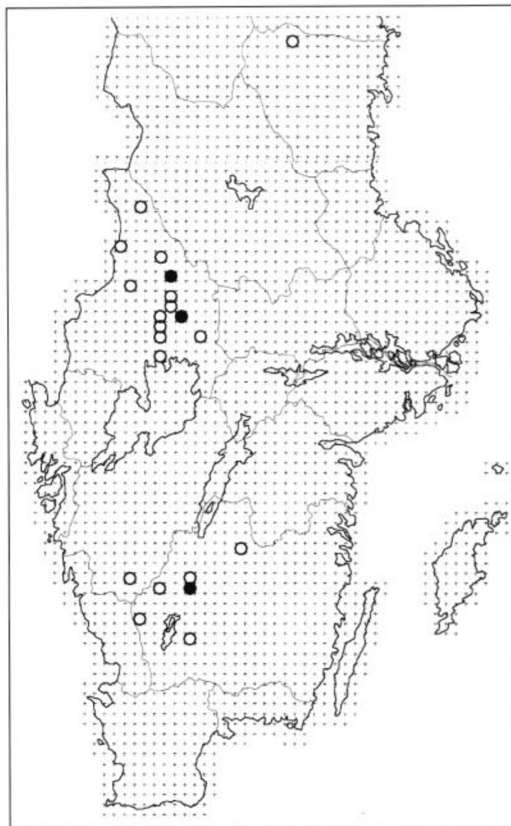


Fig. 7. Kända fyndlokaler för ***Bembidion litorale*** *i Syd- och Mellansverige (Skåne-Hälsingland). Ofyllda cirklar = fynd fram till 1982, fyllda cirklar = fynd 1983 och framåt. Rutnätet är Rikets Nät, rutornas storlek 10x10 km.*

Records of ***Bembidion litorale*** *in the southern half of Sweden until 1982 (unfilled circles) and 1983 and onwards (filled circles).*

B. ruficolle, gul strandlöpare (H4). Påträffad mycket lokalt på ett tiotal lokaler i södra Sverige

upp till Dalarna samt helt isolerat i Medelpad vid Mjällån (Lindroth 1985) och i Västerbotten vid V. Skärträsket (Nilsson 1991). Funnen på flera lokaler efter Mjällån. Arten lever på öppna sandstränder med ganska grov sand. Den lever nedgrävd i sanden om dagen nära vattenlinjen men jagas lätt fram om man kastar upp vatten på stranden. Den fullbildade skalbaggen kan påträffas under hela sommarhalvåret. Arten är på tillbakagång i större delen av landet, med undantag av Skåne där den framgångsrikt lyckats etablera sig på sjöstränder och vid permanenta vattensamlingar i grustag.

B. lunatum, månstrandlöpare. Ännu en mycket lokalt förekommande art, som tidigare påträffats främst i Sydsverige upp till Klarälven. Arten föredrar mjäl- och lerstränder efter älvar och åar. Längs Klarälven hade arten möjligen sin främsta förekomst i äldre tid, men den har ej återfunnits sedan 1970, trots efterforskningar. Den är i äldre tid även funnen vid några vattendrag i Jämtland: vid Enafors, Duved (1957) samt en okänd lokal (1800-talsfynd). Idag har arten sin kanske enda förekomst i Sverige längs Mjällån, där arten påträffats på flera lokaler efter den nedre delen mellan Västanå och Lögdö. Den kan förekomma ganska långt från vattenlinjen, ofta på de slamrika sluttningarna av strandbrinkarna där det finns en viss beskuggning av videbuskar och örtvegetation. Arten kommer förmodligen att inkluderas i nästa rödlista.

Staphylinidae, kortvingar. *Philonthus subvirescens* är en nordlig art med stora luckor i sin nordiska utbredning, som har sin sydligaste förekomst i Sverige efter Klarälven och Svartån. Denna ca 8 mm långa, svartglänsande art är lätt iakttagbar då den springer omkring i solsken på fuktiga, slammiga sandstränder med bakkroppen "i vädret". Den är en exklusiv älvstrandart i Skandinavien (Andersen 1982, Andersen & Hanssen 1994). Arten tycks vara ovanlig vid Svartån, och har hittills bara påträffats i ett exemplar på en sandbank SO om Träjmossen.

Bledius littoralis (H4). Påträffades som ny för landet vid Mjällån vid Lögdö i början av 1970-talet. Arten är nu funnen på flera lokaler upp till Västanå, men ej vid andra vattendrag i Sverige. Den är en boreomontan älvstrandart som närmast är känd från spridda lokaler i Norge (Andersen 1982, Andersen & Hanssen 1994) och på den ryska sidan av det Karelska näset (Palmén & Platonoff 1943). Arten lever i finsand-mjäla och finns ofta på ett visst avstånd från vattenlinjen, en bit upp på strandbrinkarna bland gles vegetation av *Equisetum*. Den kan påträffas som fullbildad skalbagge under en stor del av sommaren, och känns igen bl.a. på att den är betydligt större än någon annan sötvattenslevande *Bledius*-art i Norden. Arten uppträder ofta tillsammans med flera andra mer eller mindre sällsynta släktingar på samma lokaler. Arten har liksom andra *Bledius*-arter en intressant biologi. Den gräver ganska djupa gångar i sanden där både larverna och den fullbildade skalbaggen livnär sig av grönalger i sina gångsystem. De avslöjar sig lätt genom de sandhögar som de slänger upp på sandbrinkarna under grävandet. I gångarna hittar man ofta jordlöpare av släktet *Dyschirius*, som nästan enbart jagar dessa *Bledius*-arter. Vid Mjällån är det främst *D. politus* som man finner i gångarna av *B. littoralis*.

B. tibialis, är en sällsynt och mycket lokal art på finjordstränder, som påträffats fläckvis från Skåne till Ångermanland, tidigare främst vid Klarälven (nuvarande status där är okänd). Även de övriga *Bledius*-arterna i Tab. 1 är mer eller mindre sällsynta och lokalt förekommande vid öppna stränder av olika kornstorlek vid rinnande vatten. Flertalet av dem har ganska stora populationer vid Svartån och Mjällån.

Stenus bimaculatus. En storvuxen representant för ett mycket artrikt släkte som förekommer med flera arter vid stränder av rinnande vatten. Den här arten är funnen med stora luckor i utbredningen från Skåne till Norrbotten, och är normalt fåtalig på lokalerna. De flesta fynden är gjorda i mellersta Norrland, men bl.a. vid Indalsälven har regleringar förstört flertalet lokaler. Arten är vid Mjällån påträffad på ett par lokaler på finsandstränderna upp till Sanna.

Ischnopoda scitula (H4), är en sällsynt och mycket lokalt förekommande art som är påträffad med stora luckor i utbredningen från Skåne till Ångermanland. Den är funnen på slamsand på stränder vid rinnande vatten, främst vid Klarälven i äldre tid samt vid Öre älv (Nilsson & Lundberg 1985). Funnen i två exemplar vid Svartån.

I. coarctata, är en mycket lokal art som är funnen från Skåne till Värmland. Den kan ibland uppträda i större antal på mycket begränsade strandavsnitt på slammig lera och finsand. Två exemplar funna vid Svartån. Troligen inkluderas denna art i den nya rödlistan.

I. constricta, lever som föregående art men är

Tab. 1. Skalbaggar som noterats på marken i den omedelbara strandzonen vid Svartån och Mjällån. Arternas frekvens anges mycket ungefärligt som: 0 = ej funnen, 1 = enstaka exemplar, 2 = sparsam-tämligen allmän, 3 = allmän. Ofylld rad = ej närmare undersökt. Arternas nomenklatur följer Lundberg (1995).

Beetles recorded on the ground in the riparian zone up to ca 7 m from the water line, at Svartån and Mjällån streams. The frequency of the species is approximately given as: 0 = not recorded, 1 = few specimens, 2 = sparsely to rather common, 3 = common. Unfilled cell = not investigated. The nomenclature of the species is according to Lundberg (1995).

Art	Svartån	Mjällån
Carabidae, jordlöpare		
Cicindela hybrida	2	0
C. maritima	0	2
C. campestris	3	1
Carabus hortensis	1	
Cychrus caraboides	1	
Leistus ferrugineus	1	
Nebria rufescens	2	2
Notiophilus germinyi	1	
Elaphrus cupreus	1	1
E. riparius	2	3
Loricera pilicornis	1	3
Clivina fossor	2	1
Dyschirius politus	1	1
D. septentrionum	2	1
D. globosus	2	2
Broscus cephalotes	2	0
Miscodera arctica	1	1
Patrobus assimilis	1	1
Trechus secalis	1	1
T. rivularis	1	0
T. rubens	2	1
Asaphidion pallipes	2	1
A. flavipes	2	0
Bembidion velox	1	1
B. litorale	3	3
B. lampros	1	1
B. ruficolle	0	1
B. dentellum	1	1
B. obliquum	1	1
B. doris	0	2
B. schueppeli	0	1
B. quadrimaculatum	1	1
B. prasinum	0	1
B. virens	0	1
B. lunatum	0	2
B. bruxellense	3	3
B. femoratum	2	2
B. saxatile	0	2
Pterostichus lepidus	1	0
P. oblongopunctatus	1	1
P. niger	1	1
P. nigrita	1	0
P. minor	1	0
P. diligens	1	
Calathus erratus	2	
C. melanocephalus	1	
C. micropterus	1	
Agonum obscurum	2	
A. assimile	2	1
A. sexpunctatum	1	1
A. gracile	1	1
Amara fulva	1	
A. lunicollis	1	
Harpalus latus	1	
Anisodactylus binotatus	1	
Trichocellus placidus	1	
Acupalpus flavicollis	1	
Syntomus truncatellus	1	
Leiodidae, mycelbaggar		
Leiodes picea	1	
Agathidium atrum	1	
Sciodrepoides watsoni	2	
Staphylinidae, kortvingar		
Philonthus atratus	1	
P. subvirescens	1	0
Quedius molochinus	1	
Xantholinus linearis	1	
X. tricolor	1	
Rugilus rufipes	1	
Lathrobium terminatum	1	
L. longulum	1	
Stenus biguttatus	2	2
S. comma	1	
S. juno	2	2
S. lustrator	1	
S. clavicornis	1	
S. bimaculatus	0	1
S. ruralis	0	2
S. boops	1	
S. humilis	1	
Pycnoglypta lurida	1	0
Eucnecosum brachypterum	1	
Geodromius nigrita	1	1
Anthophagus caraboides	1	1
Deleaster dichrous Ny VR	1	0
Ochthephilus omalinus	0	1
Thinobius praetor	0	2
Carpelimus rivularis	1	
Anotylus rugosus	1	
Bledius talpa	2	1
B. subterraneus	3	2
B. littoralis	0	2
B. pallipes	0	1
B. terebrans	1	
B. longulus	1	2
B. tibialis	1	1

Sepedophilus testaceus	2	
S. immaculatus	1	
Tachyporus obtusus	1	
T. abdominalis	2	
T. hypnorum	1	
T. atriceps	1	
Trichophya pilicornis	1	
Mycetoporus lepidus	1	
Dinarda maerkelii	1	
Ischnopoda constricta	1	0
I. coarctata	1	0
I. leucopus	3	2
I. scitula	1	0
Hydrosmecta longula	0	1
Schistoglossa gemina	1	
Aloconota insecta	1	
Liogluta micans	1	
Atheta celata	1	
A. myrmecobia	1	
A. fungi	2	
Amischa bifoveolata	2	
Zyras humeralis	1	
Z. limbatus	1	
Deinopsis erosa	1	
Scirtidae, hårbaggar		
Cyphon palustris	1	
Scarabaeidae, bladhorningar		
Aegialia sabuleti	1	2
Psammodius sulcicollis	1	1
Cantharidae, flugbaggar		
Cantharis quadripunctata	2	
Elateridae, knäppare		
Negastrius pulchellus	2	
Zorochros minimus	0	2
Hypnoides riparius	1	
Selatosomus cruciatus	1	
Sericus brunneus	1	
Agriotes obscurus	1	
Byrrhidae, kulbaggar		
Cytilus sericeus	0	1
Byrrhus fasciatus	1	1
Porcinolus murinus Ny VR	1	0
Curimopsis paleata	0	1
Nitidulidae, glansbaggar		
Meligethes aeneus	2	
Coccinellidae, nyckelpigor		
Coccinula quattordecimpustulata	1	
Myrrha octodecimguttata	1	
Corticariidae, mögelbaggar		
Corticaria umbilicata	2	
Corticarina obfuscata	2	
Anthicidae, snabbaggar		
Anthicus bimaculatus	1	0
Meloidae, oljebaggar		
Meloe violaceus	1	0
Chrysomelidae, bladbaggar		
Donacia aquatica	1	
Plateumaris discolor	1	
Lilioceris merdigera	1	
Phratora vitellinae	1	
Lochmaea caprea	1	
Hippuriphila modeeri	2	
Curculionidae, vivlar		
Apoderus coryli	1	
Otiorhynchus nodosus	2	
O. scaber	2	
Phyllobius viridicollis	2	
Strophosoma capitatum	2	
Grypus equiseti	2	2
Bagous lutulentus	0	1
Magdalis frontalis	1	
Phytobius velaris	0	1

betydligt sällsyntare. Glest spridd från Skåne till Värmland. Funnen i ett exemplar vid Svartån. Kommer förmodligen att finnas med på nästa rödlista.

Förutom dessa tre *Ischnopoda*-arter, lever också den vanligare *I. leucopus* vid Svartån. Ingen annanstans i Skandinavien har alla dessa fyra arter påträffats tillsammans tidigare, enda kända motsvarigheten är Vammeljoki älv på Karelska näset (Krogerus 1923, Palmén & Platonoff 1943).

Scarabaeidae, bladhorningar. *Psammodius sulcicollis* är en liten art som lever nedgrävd vid växtrötter på torra, varma sandbrinkar. De flesta fynden är gjorda vid havsstränder i sydöstra Sverige men arten förekommer även på några få lokaler efter vissa av de mellansvenska älvarna upp till Ångermanland. Funnen i flera exemplar på två lokaler vid både Svartån och Mjällån.

Anthicidae, snabbaggar. *Anthicus bimaculatus*, tvåfläckig snabbagge (H3). En sällsynt art som är funnen på exklusiva dynsandmarker här och var från Skåne till Gotland samt på några få inlandslokaler mellan Värmland och Norrbotten. Tre exemplar har påträffats på och i torr sand på en av de största öppna sandbankarna vid Svartån (Fig. 2). Populationen kan vara helt isolerad och kanske av reliktartad natur.

Annan biologisk mångfald

Av hittills 24 påträffade rödlistade djurarter i Svartåns dalgång är sex direkt beroende av vatten-

förhållandena i Svartån. Förutom nämnda skalbaggar, gäller det öring (*Salmo trutta*), flodkräfta (*Astacus astacus*), flodpärlmussla (*Margaritifera margaritifera*) och nattsländan *Semblis phalaenoides*. Larver av den senare har i Sverige påträffats sällsynt i vattendrag med sandig botten och med friskt, lite näringsrikare vatten med medelhöga pH-värden (Berglind et al. i tryck). Vidare har på ett antal näs hittats flera exemplar av den sällsynta strandskinnbaggen *Saldula c-album*. Detta är en europeisk art med huvudförekomst i de mellaneuropeiska bergstrakterna. Den är bunden till sandiga bankar vid rinnande vatten där den föredrar de övre zonerna med måttligt fuktig och glest bevuxen sand, vid Svartån framförallt vid gränsen mot *Calamagrostis*-bården (Fig. 2). Arten har i Sverige en utpräglat sydvästlig utbredning och är funnen på ca tio lokaler, nordligast vid Solvarbo i Dalarna (P. Lindskog, pers. medd.).

Vid Mjällån förekommer likaså ett flertal rödlistade arter utöver nämnda skalbaggar, som är direkt beroende av vattenförhållandenaden i ån. Hit hör havsöring, harr *(Thymallus thymallus)*, backsvala (*Riparia riparia*), dagsländan *Brachycercus harisella*, ävjepilört (*Persicaria foliosa*), sötgräs (*Cinna latifolia*) och glesgröe (*Glyceria lithuanica*). De tre senare strandväxterna är alla beroende eller starkt gynnade av naturliga översvämningar. Vidare finns vid Mjällån den sällsynta vargspindeln *Arctosa cinerea*, som främst är knuten till sandiga havsstränder i sydöstra Sverige upp till Billudden i Uppland. Arten utgör även en del av den rika spindelfaunan vid stränder av rinnande vatten i Mellaneuropa, där Steinberger (1996) demonstrerat flera artsamhällen som är distinkta med avseende på avståndet från vattnet, veg ation, jordart, fuktighet och storlek på lokalern .

Bevarandet av rödlistade och sällsynta strandskalbaggar vid åar, liksom vid större vattendrag, hänger således intimt samman med bevarandet av även andra fauna- och floravärden. Nämnas bör att det bland insekterna också finns en rik fauna av bl.a. flugor och steklar i den öppna strandnära zonen, att vissa rödlistade bladmossor växer på och är helt beroende av periodvis översvämmade trädbaser vid vattendrag (Hylander, i tryck), att de rödlistade respektive mycket lokalt förekommande fågelarterna kungsfiskare, backsvala, forsärla och strömstare har sina huvudsakliga svenska förekomster vid åar och älvar (se Ahlén & Tjernberg 1996), och att det på mera perifera, naturligt säsongsregelbundet översvämmade marker skapas temporära småvatten och kärrartade miljöer som utgör livsmiljö för en mängd mer eller mindre sällsynta växt- och djurarter. Det är vidare väl känt att åar har mycket stor betydelse för att vi i Sverige ska kunna bevara många akvatiska djur, t.ex. lokalt anpassade bestånd av öring och andra fiskar (Ahlén & Tjernberg 1996) samt en rad ryggradslösa djur (Ehnström et al. 1993, Naturskyddsföreningen 1998), däribland den sårbara flodpärlmusslan (Grundelius 1993).

Det är viktigt att komma ihåg att bevarandet av biologisk mångfald inte bara innefattar bevarandet av arter, utan även genetisk och ekologisk mångfald (jfr Bernes 1994, Harper & Hawksworth 1995). Det är t.ex. möjligt att den vid Svartån isolerade randpopulationen av brun sandjägare är genetiskt särpräglad gentemot populationerna inom artens sammanhängande utbredningsområde längre söderut. Detta stärker i så fall behovet av att bevara denna population, trots att arten som sådan inte är hotad i Sverige.

Den ekologiska mångfalden illustreras tydligt av de artrika och unika växtsamhällen som utvecklas på naturligt översvämmade marker vid vattendrag (Nilsson 1992). Exempelvis noterades vid ett besök i augusti på den blott 15x15 m stora sandbanken i Fig. 2 en tydlig zonering från vattenlinjen och uppåt av minst elva arter av gräs, två halvgräs och tolv örter. Även bland strandskalbaggar finns distinkta artsamhällen, med avseende på artsammansättning och abundans av enskilda arter, vilka i hög grad avspeglar skillnader i fuktighet och kornstorlek på marksubstratet men också invandringshistoria och klimat (Palm & Lindroth 1936, Andersen 1983, Nilsson & Lundberg 1985). Svartån och Mjällån uppvisar för skandinaviska förhållanden mycket ovanliga artsamhällen av strandskalbaggar, bl.a. är Svartån såvitt känt det enda vattendrag i Skandinavien som hyser de fyra *Ischnopoda*-arter som kommenterats ovan. Det ska också tilläggas att det högst upp på sydvända strand- och nipbranter efter vattendrag ofta skapas mycket fina värmelokaler för särpräglade samhällen av torrmarksdjur. Åtskilliga krävande gaddsteklar, skinnbaggar, vivlar (bl.a. *Trachyphloeus*-arter) och bladbaggar (bl.a. den rödlistade *Cryptocephalus bilineatus*) är påträffade på sådana "mikrolokaler". För att bevara livsmiljöerna för representativa artsamhällen av

strandorganismer är det av avgörande betydelse att skydda den ursprungliga vattenregimen i de få återstående fritt strömmande eller måttligt regleringspåverkade vattendragen i Sverige.

Biologiska effekter av vattenregleringar på strandinsekter

Det är väl känt att även små förändringar i vattennivåregimen förändrar livsbetingelserna för arter vid älvstränder (jfr Menges 1990), och att naturligt fluktuerande vattennivåer är en förutsättning för en stor variation av växtsamhällen samt en hög artrikedom av växter (Nilsson et al. 1991a, Nilsson 1992, Malanson 1993, Englund et al. 1997b). En viktig förklaring är att perioder med översvämningar dödar dominerande arter och öppnar upp nya habitatytor, sprider flytande frön, och efterlämnar fuktiga sedimentlager för frön att gro i. Under perioder med lågt vatten under sommaren kan sedan många växtarter återkolonisera från begravda frön (Nilsson 1992). Denna dynamik är direkt överförbar på insekterna.

Strandinsekterna kännetecknas av att de har en god förmåga att klara översvämningar, antingen genom att de fullbildade djuren helt enkelt simmar, springer eller flyger till högre belägna partier, eller genom att arterna kan överleva nedgrävda i den översvämmade stranden som ägg, larver eller fullbildade (Andersen 1968, Siepe 1994). De flesta strandinsekterna är knutna till den normalt mer eller mindre öppna strandzonen mellan högsta vattenståndet och medelvattenståndet (den s.k. geolittoralen). Som nämnts erbjuder denna under naturliga förhållanden en mosaik av öppna och glest bevuxna markytor och bibehålls av säsongsregelbundna perioder med översvämningar och lågvatten. En följd av moderna vattenkraftsregleringar är att de naturliga vattennivåfluktuationerna reduceras i vattendraget (se nedan), vilket leder till att en tätare vegetation kan kolonisera en större del av stranden (Nilsson 1982, 1992). Strandzonen blir med andra ord smalare, med följd att habitatytan reduceras för de strandinsekter som är beroende av de öppna partierna. Därtill kommer arterna ifråga säkerligen att bli utsatta för ökad konkurrens från mera allmänna, opportunistiska arter. Hering (1995) har visat att myror som lever tillsammans med älvstrandskalbaggar på grusstränder är effektivare på att söka den föda som är gemensam för båda (främst strandade akvatiska insekter; se även Hering & Plachter 1997), och att myrornas högre födosökseffektivitet kan bidra till nedgång och slutligen utdöende av strandskalbaggar efter förändringar i vattenföring orsakade av vattenkraftverk. Vid Svartån lever strandskalbaggarna sida vid sida med två i landet allmänna myror: jordmyran *Lasius niger* på torrare sandbankar, och rödmyran *Myrmica rubra* på fuktigare, glest bevuxna finsandbrinkar.

Som framgått under Artkommentarer har flera arter av strandskalbaggar vid Klarälven, som är gemensamma med Svartån och Mjällån, minskat kraftigt. Några av Klarälvens strandarter har inte observerats på över tre decennier (*Dyschirius angustatus*, *Perileptus areolatus*, *Bembidion lunatum* och *B. petrosum*), och har kanske rentav försvunnit helt och hållet från älven efter att den reglerades. Sannolikt innebär den mindre totala arealen av lämplig livsmiljö vid små vattendrag att utdöenderiskerna där är ännu större än vid stora vattendrag. Risken är i så fall uppenbar att de idag sällsynta och starkt specialiserade strandskalbaggarna vid Svartån och andra mindre vattendrag som nu hotas av minikraftverk kommer att dö ut inom några få decennier efter en reglering.

Här bör också kommenteras en rapport om skalbaggsfaunan i torrlagda älvfåror i Umeälven, från Vattenfall Utveckling AB (Engström & Ternström 1997). I denna rapport behandlas 29 jordlöpararter. Endast en av dessa (*Agonum micans*) kan med bästa vilja sägas vara typisk för stränder av rinnande vatten. Artlistan domineras istället av ospecialiserade (eurytopa) skogs- och öppenmarksarter. Flertalet av de tio våtmarksarterna är fullständigt anspråkslösa arter utan någon preferens för älvstränder. Så gott som 100% av älvens strandfauna är alltså utraderad av regleringen. I stället för att kommentera detta som ett problem, ges under rubriken "Miljöförbättringar i samband med vattenkraftutbyggnad" förslag till åtgärder som skall skydda den befintliga faunan från översvämningar. Ett direkt citat belyser detta: "En riklig gräs- och buskvegetation inverkar positivt på skalbaggsfaunan ... När vattnet stiger snabbt, hinner de arter som rör sig långsamt inte undan, utan dränks eller spolas undan av vattenmassorna. Därigenom förskjuts dominansen mot mer rörliga arter och arter som inte har så stora krav på vegetation." Att strändernas ursprungliga fauna består just av rör-

liga arter anpassade till vegetationsfattiga miljöer, antyds ej. Rapporten belyser dels de katastrofala konsekvenser som reglering (i detta fall torrläggning av älvfåran) kan få, dels en grundläggande brist på förståelse för älven som ekosystem och de strandlevande insekternas miljökrav.

Det ska sägas att inte bara vattenregleringar varit och är negativa för djur och växter vid vattendrag. Hit hör även gamla tiders flottledsrensningar, liksom kanalisering (d.v.s. invallning av strandpartier), vägbyggen, täktverksamhet och överdrivet slitage från fritidsverksamhet (Nilsson 1992, Andersen & Hanssen 1994).

Är gamla tiders vattenregleringar jämförbara med dagens?

En privatperson har nu till vattendomstolen ansökt om att få bygga ett minikraftverk i Svartån – trots att det i länsstyrelsens föreskrifter för naturvårdsområdet framgår att "dämning, grävning och muddring är förbjudet", med stöd av naturvårdslagen (Länsstyrelsen i Värmlands län 1984). Samtidigt har samtliga uppströms belägna regleringsdammar i källsjöarna förvärvats. Den planerade utbyggnaden avser en ca 600 m lång sträcka vid Svartåhyttan, varav 300 m ska utgöras av en uppdämning genom höjning av nuvarande vattenyta med 1,5 m. Resterande sträcka planeras utgöras av en tilloppstub på 160 m och en utloppskanal på ca 90 m. Bruttofallhöjden planeras till 15,5 m, och med en föreslagen drivvattenföring på 2,3 m^3/s avses uppnå en effekt på 280 kW och normalårsproduktion på 1,2 GWh. Vidare sägs att ingen korttidsreglering avses, och att en minimitappning på 0,1 m^3/s ska hållas i den nuvarande forssträckan. Huruvida även källsjöarna planeras att regleras för att maximera elproduktionen i det tänkta minikraftverket framgår ej. Intressant i sammanhanget är att det under en kort period i början av seklet lär ha funnits ett litet kraftverk vid Svartåhyttan, samt att Svartån tidigare varit flottningsreglerad. Är de biologiska effekterna av dessa äldre aktiviteter att jämställa med ovan beskrivna planerade damm?

I en omfattande sammanställning över de biologiska effekterna av minikraftverk, konstaterar Nilsson (1982) att forssträckor med sedan länge rivna anläggningar ofta har sådan status att de kan betraktas som outbyggda. Dessutom var de gamla kraftverken betydligt mera genomsläppliga och av mycket mindre kapacitet än dagens. Därför får inte det faktum att ett vattendrag någon gång haft en liten anläggning generellt ses som ett förmildrande skäl för uppförande av nytt kraftverk.

Angående effekterna av flottningsreglering på vattenförhållandena, begränsades dessa till en försenad och mera momentan vårflod, då det dämda vattnet med timret släpptes iväg under främst försommaren. De normala årstidsvariationerna i vattennivå torde således ha varit i grova drag likartade, om än några veckor förskjutna.

Effekterna på vattenförhållandena av moderna vattenkraftverk med s.k. säsongsreglering (se t.ex. Sundborg 1977) skiljer sig avgjort från ovan nämnda äldre aktiviteters, och är knappast att jämställa. Genom att behovet av el är störst under vinterhalvåret sparas en så stor del av vårfloden som möjligt uppströms dammanläggningen i vattendraget och i uppströms belägna sjöar, för att sedan successivt släppas ut under vinterhalvåret (då vattennivån under normala förhållanden är som lägst). Följden blir en markant utjämning av vattenföringen i vattendraget under året, och de naturligt säsongsregelbundna vattennivåfluktuationerna sätts ur spel. Det överskottsvatten som passerar dammen vid ovanligt höga vårfloder torde knappast kunna kompensera för dessa avgörande förändringar i vattennivåregim. Förändringarna följer nästan alltid med vattenkraftregleringar och med allvarliga ekologiska konsekvenser som följd, som nämnts ovan (jfr även Sundborg 1977, Malanson 1993, Bernes 1994). Lokalt har naturligtvis också själva dämningen och avledningen av vatten närmast uppströms respektive nedströms dammanläggningen en genomgripande effekt på fauna och flora, som också berörts ovan och som närmare diskuteras i Nilsson (1982).

En annan typ av reglering utgör s.k. korttidsreglering. Vattnet regleras då i korta perioder av tappning och återfyllnad i magasinet närmast uppströms kraftverket, och kräver därför inte så stora magasinsvolymer. Korttidsreglering ger dygns- eller veckoregelbundet pulserande vattenföringsvågor på nedströmssträckor, anpassade efter förändringarna i elförbrukningen under dygnet eller veckan (se t.ex. Sundborg 1977, Nilsson 1982). Frekvensen i vattenföringsvariationen är således mycket hög. Detta leder till kraftig stranderosion och de negativa ekologiska konsekvenserna av korttidsreglering är mycket stora. Få arter klarar

den stress i deras livscykler som orsakas av de med korta intervaller fluktuerande vattennivåerna, med följd att strandzonen blir väldigt utarmad på så väl djur- som växtarter (Nilsson 1982).

Ofta kombineras säsongs- och korttidsreglering, med säsongsreglering i källsjöar och korttidsreglering direkt ovanför kraftverket. Även andra varianter av regleringar förekommer. Ett exempel på biologiska följder av en modern form av minikraftverksreglering med mycket kraftiga och snabba variationer i vattenföring under olika tider på året, ges i en rapport från Svenska Naturskyddsföreningen (1998). Stora mängder döda smådjur påträffades på de torrlagda stränderna efter de snabba sänkningarna av vattenståndet, ett stort antal vatteninsektsarter saknades eller gick mycket starkt tillbaka åren därefter, och den lokalt anpassade öringpopulationen, liksom strömstare och vattennäbbmus, försvann. Den ökade regleringen av detta mellansvenska vattendrag (Gunnilboån i Västmanland) konstateras i rapporten vara typisk för vad som hänt efter många av de upprustningar av minikraftverk som gjorts i landet de senaste 25 åren.

Bristfälliga miljökonsekvensbeskrivningar

Som beskrivs i Carlberg (1996) ska en miljökonsekvensbeskrivning, MKB, åtfölja ansökan till vattendomstolen för att bygga ett minikraftverk. Denna ska vara en viktig del i beslutsprocessen. Det står i vattenlagen. Om naturvärdena är dåligt beskrivna ska tillståndet inte beviljas. Någon vetenskaplig granskning av MKBn görs emellertid inte, och som Riksrevisionsverket tidigare konstaterat (1996) har vattendomstolarna hittills ställt låga krav på MKB. Ofta görs MKBn av sökandens egna konsulter och ofta återkommer allmänna klyschor typ "planerad dämning bedöms ej inverka negativt på miljön", utan att någon rimlig ansträngning gjorts för att på ett professionellt sätt bedöma konsekvenserna för flora och fauna i de aktuella vattendragen (se Carlberg 1996). Gemensamt för de biologiska konsulter som anlitas för att skriva dessa MKB tycks vara dålig artkunskap, dålig lokalkännedom när det gäller arter och biotoper, dålig kunskap om aktuella forskningsresultat och dåligt omdöme i naturvårdsfrågor (Delin 1996).

Tyvärr utgör inte den MKB som bifogats ansökan till vattendomstolen om ett minikraftverk vid Svartån något undantag från ovan nämnda regel. Här sägs bl.a. att "påverkan på faunan kan svårligen beskrivas annat än i generella termer", att "insektslivet är lågt både ovan och under vattenytan", och att "området i anslutning till Svartån inte kommer att ändra karaktär genom den planerade utbyggnaden och har därmed inte heller någon påverkan på det rörliga friluftlivet eller befintliga djurlivet". Som framgått ovan har inget av dessa tvärsäkra påståenden något med verkligheten att göra.

Små vattendrag är viktiga för arters långsiktiga överlevnad

Åtskilliga skalbaggsarter som tidigare var utbredda längs stränder av våra större älvar och sjöar samt längs havssandstränder har idag fått sina livsmiljöer reducerade eller förstörda, som nämnts ovan. I vissa fall kan de uppenbarligen upprätthålla livskraftiga populationer även vid fritt strömmande och måttligt regleringspåverkade mindre vattendrag. Att mindre vattendrag har utomordentligt stor betydelse för överlevnaden av också många andra djur och växter har länge varit väl känt. De återstående fritt strömmande eller måttligt regleringspåverkade åarna är redan idag så få att den för Sverige nästan försumbara ytterligare energivinsten eller den tillfälliga sysselsättningseffekten av nya minikraftverk inte är ett rimligt argument för ytterligare utbyggnad. En liknande slutsats drogs redan för 15 år sedan av Christer Nilsson, som rekommenderade att ingen ytterligare förändring av vattenföring och vattenstånd i Götalands och södra Svealands eller i fjälltrakternas åar och vattendrag bör tillåtas (Nilsson 1982). Vidare skriver Nilsson et al. (1991a) att skyddet av stränder vid vattendrag måste vara inriktat på ett upprätthållande av de naturliga, dynamiska processer som råder, speciellt avseende vattenregimen. Det är alltså inte tillräckligt att skydda enskilda avsnitt av ett vattendrag. Även den naturligt säsongsregelbundna vattenregimen inom avrinningsområdet uppströms måste upprätthållas.

Att som vattenkraftindustrin möta kritiken mot ytterligare utbyggnad med intentionerna i så kallade "miljöanpassade kraftverk" tyder på en anmärkningsvärd okunskap eller likgiltighet inför de naturvärden som hotas. Naturligtvis förbättras inte vattenregimen och överlevnadsmöjligheterna för hotade djur och växter av att man t.ex. bygger

serier av låga fördämningar för att åstadkomma vattensamlingar, s.k. "spegeldammar", i älvfåror som annars skulle blivit helt torrlagda. Att plantera in främmande fisk i dessa spegeldammar hjälper knappast heller den lokalt anpassade och genetiskt unika öringpopulation som fått sin vandringsväg förstörd – eller de flodpärlmusslor som för sin långsiktiga existens är beroende av att öringar kan simma uppströms med musslornas larver (jfr Grundelius 1993). Vidare talas om att hålla en högre minimivattenföring i älvfåran närmast kraftverket än den ekonomiskt mest fördelaktiga. Även denna åtgärd är mest av kosmetiskt slag: dels är det högst tveksamt om en viss minimivattenföring alltid kommer att hållas i en oförutsägbar framtid, dels finns inget som styrker att en visserligen högre miminivattenföring men likväl markant mindre vattenföring än den naturliga i en forssträcka under större delen av året är tillräcklig för hotade arters långsiktiga överlevnad, och dels kvarstår det faktum att de naturligt säsongsregelbundna vattennivåfluktuationerna sätts ur spel nedströms kraftverket. Denna "miljöanpassade utbyggnad" är således nästan helt inriktad på att ändra utseendet kring dammar och kraftstationer, snarare än att öka överlevnadsmöjligheterna för den biologiska mångfald som hotas (jfr Bernes 1994, Riksrevisionsverket 1998). Den enda verkligt seriösa miljöanpassningen vore att avstå från ytterligare reglering av fritt strömmande eller måttligt regleringspåverkade vattendrag, och i fortsättningen koncentrera sig på underhåll av de befintliga kraftverk som idag är i drift.

Genom att förstörelsen av naturliga livsmiljöer vid rinnande vatten redan har gått så långt (Dynesius & Nilsson 1994) har Sverige och alla andra länder ett ansvar att inte ytterligare försämra förutsättningarna för de idag tillbakaträngda djur- och växtarter som är beroende av dessa miljöer. Sveriges regering skriver i proposition 1997/98: 145 att man tar detta ansvar på allvar. Det är nu hög tid att visa det i praktiken. Att med skattemedel subventionera fortsatt utbyggnad av minikraftverk, med en fortfarande tandlös vattenlag där vattendomstolarna hittills i stort sett inte förmått kräva annan belysning av miljöeffekterna än huruvida en planerad utbyggnad påverkar ett attraktivt fiske eller ej, är inte att visa att man menar allvar. Som Riksrevisionsverket (1998) skriver, innebär dessa subventioner en blockering av Naturvårdsverkets och Fiskeriverkets arbete med att återställa reglerade vattendrag. Stöden innebär i själva verket också en blockering mot riksdagens egen, nämnda proposition, om att hotade arter skall ges möjlighet att överleva inom hela sina naturliga utbredningsområden.

Tack

Stort tack till: Christer Nilsson, Institutionen för ekologisk botanik vid Umeå universitet, samt Björn Malmqvist och Göran Englund, Institutionen för zooekologi vid Umeå universitet, för värdefulla synpunkter på manuskriptet; Stefan Grundström, Timrå, för information om naturförhållandena vid Mjällån; Rickard Andersson-Baranowski, Höör, Carl-Cedric Coulianos, Saltsjö-Boo, Per Lindskog, Stockholm, och Stig Lundberg, Luleå, för bestämning av vissa arter; samt Thomas Appelqvist, Göteborg, Alan Dufberg, Malmö, och Olle Jonsson, Kristinehamn, för information om fyndlokaler för flera arter. Ett speciellt tack vill SÅB framföra till Länsstyrelsen i Värmlands län respektive Naturvårdsverket, som finansierade undersökningen av strandinsekter vid Svartån 1990 respektive Klarälven 1997.

Litteratur

Ahlén, I. & Tjernberg, M. (eds). 1996. Rödlistade ryggradsdjur i Sverige – artfakta. Uppsala (ArtDatabanken).

Andersen, J. 1968. The effect of inundation and choice of hibernation sites of Coleoptera living on river banks. – Norsk ent. Tidsskr. 15: 115-133.

Andersen, J. 1982. Contribution to the knowledge of the distribution, habitat selection and life-history of the riparian beetles in Norway. – Fauna norv. Ser. B 29: 62-68.

Andersen, J. 1983. Towards an ecological explanation of the geographical distribution of riparian beetles in western Europe. – J. Biogeogr. 10: 421-435.

Andersen, J. & Hanssen, O. 1993. Geographical distribution of the riparian species of the Tribe Bembidiini (Col., Carabidae) in South and Central Norway. – Fauna norv. Ser. B 40: 59-69.

Andersen, J. & Hanssen, O. 1994. Invertebrat-faunaen på elvebredder – et oversett element. 1. Biller (Coleoptera) ved Gaula i Sör-Tröndelag. – NINA Oppdragsmelding 326: 1-23.

Berglind, S.-Å., Engblom, E. & Lingdell, P.-E. (i tryck). Naturligt sällsynta, hotade eller förbisedda? Nattsländorna *Semblis phalaenoides* och *S. atrata* i Sverige. – Ent. Tidskr.

Bernes, C. (ed.). 1994. Biologisk mångfald i Sverige – en landsstudie. Naturvårdsverket, Monitor 14. 280 s.

Carlberg, T. 1996. Liten kraft tystar forsen. – Sveriges natur 1996 (2): 14-20.

Delin, A. 1996. Fritt vatten hotas av minikraftverk. – Sveriges natur 1996 (2): 20-21.

Dynesius, M. & Nilsson, C. 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. – Science 266: 753-762.

Ehnström, B., Gärdenfors, U. & Lindelöw, Å. 1993. Rödlistade evertebrater i Sverige 1993. Uppsala (Databanken för hotade arter).

Englund, G. & Malmqvist, B. 1996. Effects of flow regulation, habitat area and isolation on the macroinvertebrate fauna of rapids in North Swedish rivers. – Regulated Rivers: Research & Management 12: 433-445.

Englund, G., Malmqvist, B. & Zhang, Y. 1997a. Using predictive models to estimate effects of flow regulation on net-spinning caddis larvae in North Swedish rivers. – Freshwater Biology 37: 687-697.

Englund, G., Jonsson, B.-G. & Malmqvist, B. 1997b. Effects of flow regulation on bryophytes in north Swedish rivers. – Biol. Conserv. 79: 79-86.

Engström, A. & Ternström, L. 1997. Skalbaggsfaunan i torrlagda älvfåror (Umeälven). Vattenfall Utveckling AB, Stockholm. Rapport, 47 s.

Furuholm, L., Heijkenskjöld, R. & Mellander, B. 1994. Brattforsheden – istiden i närbild. Karlstad (Locus).

Grundelius, E. 1993. Flodpärlmussla, *Margaritifera margaritifera* (Linnaeus, 1758). Artfaktablad. ArtDatabanken, Uppsala.

Harper, J.L. & Hawksworth, D.L. 1995. Preface. – *In*: Hawksworth, D.L. (ed.). Biodiversity – Measurement and estimation. London (Chapman & Hall).

Hering, D. 1995. Nahrung und Nahrungskonkurrenz von Laufkäfern und Ameisen in einer nordalpinen Wildflussaue. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 101: 439-453.

Hering, D. & Plachter, H. 1997. Riparian ground beetles (Coleoptera, Carabidae) preying on aquatic invertebrates: A feeding strategy in alpine floodplains. – Oecologia 111: 261-270.

Hylander, K. (i tryck). Hårklomossa (*Dichelyma capillaceum*) – ekologi och aktuell utbredning i Sverige. – Svensk Bot. Tidskr.

Krogerus, R. 1923. Skalbaggsfaunan vid Vammeljoki älv (Nykyrka Ik.). – Not. Ent. 4: 117-126.

Lemdahl, G. 1997. Late Weichselian and Early Holocene colonisation of beetle faunas in S Sweden. – *In*: Ashworth, A.C., Buckland, P.C. & Sadler, J.P. (eds). Studies in Quaternary entomology – An inordinate fondness for insects. Quaternary Proceedings No. 5. Chichester (Wiley), p. 153-164.

Lindroth, C.H. 1953. Älvsträndernas skalbaggsfauna. – *In*: Elofsson, O. & Curry-Lindahl, K. (eds). Natur i Ångermanland och Medelpad. Uppsala (Almqvist & Wiksell).

Lindroth, C.H. 1985. The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. Fauna ent. scand. 15. Leiden (E.J. Brill).

Lundberg, S. 1995. Catalogus Coleopterorum Sueciae. Stockholm (Naturhistoriska riksmuseet och Entomologiska föreningen).

Länsstyrelsen i Värmlands län. 1984. Bestämmelser och skötselplan för naturvårdsområdet Brattforsheden inom Filipstads, Hagfors och Karlstads kommuner. Länsstyrelsen i Värmlands län, Beslut.

Malanson, G.P. 1993. Riparian landscapes. Cambridge (Cambridge University Press).

Malmqvist, B. & Englund, G. 1996. Effects of hydropower-induced flow perturbations on mayfly (Ephemeroptera) richness and abundance in north Swedish river rapids. – Hydrobiologia 341: 145-158.

Margules, C. & Usher, M. 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. – Biol. Conserv.: 21: 79-109.

Menges, E. 1990. Conservation viability analysis for an endangered plant. – Conserv. Biol. 4: 52-62.

Naturvårdsverket. 1997. Ren luft och gröna skogar – förslag till nationella miljömål 1997. Rapport 4765.

Nilsson, A.N. 1991. Strandlöparen *Bembidion ruficolle*, utbredning i Sverige och första fyndet i Västerbotten. – Natur i norr 10 (1): 33-36.

Nilsson, C. 1982. Biologiska effekter av små vattenkraftverk. Naturvårdsverket, rapport 1593.

Nilsson, C. 1992. Conservation management of riparian communities. – *In*: Hansson, L. (ed.). Ecological principles of nature conservation – applications in temperate and boreal environments. London (Elsevier Applied Science).

Nilsson, C., Grelsson, G., Johansson, M. & Sperens, U. 1988. Can rarity and diversity be predicted in vegetation along river banks? – Biol. Conserv. 44: 201-212.

Nilsson, C., Ekblad, A., Gardfjell, M. & Carlberg, B. 1991a. Long-term effects of river regulation on river margin vegetation. – J. Appl. Ecol. 28: 963-987.

Nilsson, C., Grelsson, G., Dynesius, M., Johansson, M.E. & Sperens, U. 1991b. Small rivers behave like large rivers: effects of postglacial history on plant species richness along riverbanks. – J. Biogeogr. 18: 533-541.

Nilsson, O. & Lundberg, S. 1985. Strandlevande skalbaggar vid Öre älv. – Ent. Tidskr. 106: 27-37.

Palm, T. & Lindroth, C.H. 1936. Coleopterfaunan vid Klarälven. I. Allmän del. – Ark. Zool. Bd. 28A, 19: 1-42.

Palm, T. & Lindroth, C.H. 1937. Coleopterfaunan vid Klarälven. II. Speciell del. – Ent. Tidskr. 58: 115-145.

Palmén, E. & Platonoff, S. 1943. Zur autökologie und verbreitung der ostfennoskandischen Flussuferkäfer. – Ann. Ent. Fenn. 2: 74-195.

Pearson, D.L. & Cassola, F. 1992. World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): Indicator taxon for biodiversity and conservation studies. – Conserv. Biol. 6: 376-391.

Ratti, E., Busato, L. De Martin, P. & Zanella, L. 1996/97. Carabid beetles from the lower course of the Piave

river (Veneto, NE Italy). – Bolletino del Museo Civico di Storia Naturale di Venezia 47: 7-74. (In Italian with English summary.)

Riksrevisionsverket. 1996. Miljökonsekvensbeskrivningar i praktiken. RRV 1996: 29.

Riksrevisionsverket. 1998. Subventioners inverkan på en ekologiskt hållbar utveckling – tre fallstudier. RRV 1998: 6.

Siepe, A. 1994. Das "flutverhalten" von Laufkäfern (Coleoptera: Carabidae), ein komplex von öko-ethologischen Anpassungen an das Leben in der periodisch überfluteten Aue. I: Das Schwimmverhalten. – Zool. Jb. Syst. 121: 515-566.

Spellerberg, I.F. 1992. Evaluation and assessment for conservation. London (Chapman & Hall).

Statens Offentliga Utredningar. 1996. Omtankar om vattendrag – ett nytt angreppssätt. Slutbetänkande av vattendragsutredningen, SOU 1996: 155. Stockholm, Miljödepartementet.

Steinberger, K.H. 1996. The spider fauna of riparian habitats of the river Lech (Northern Tyrol, Austria) (Arachnida: Araneae). – Berichte Naturw.-Mediz. Ver. Innsbruck 83: 187-210.

Sundborg, Å. 1977. Älv, kraft, miljö – vattenkraftutbyggnadens miljöeffekter. Naturvårdsverket. 150 s.

Svenska Naturskyddsföreningen. 1998. Vattenkraftsutbyggnad i små vattendrag. Svenska Naturskyddsföreningen, Rapport.

Wirén, E. 1954. Bidrag till kännedomen om insektsfaunan vid Klarälven. – Ent. Tidskr. 75: 176-181.

Summary

The beetle (Coleoptera) species composition along two sandy, meandering streams in central Sweden is presented. In addition, the impact of the regulation of water flow on the long term survival of riparian beetle species along streams is discussed. The Svartån stream in Värmland province is 17 km long and has a mean width of 8 m. In the past it had been subject to moderate flow regulation to facilitate timber transportation. Today the water level fluctuates seasonally in a natural way, with sediment deposition on the point bars during high spring floods. Using pitfall traps and hand collection, beetles were sampled on open or sparsely vegetated sand within ca 7 m of the water's edge at 10 point bars along a 10 km section of the stream, in June 1990 and July 1997. A total of 133 species were found, of which 50 belonged to Carabidae and 50 to Staphylinidae. About 63% of the collected species are characteristic of riparian habitats. In the light of previous studies of riparian beetles along a broader riparian zone, the total number of beetle species regularly occurring along the Svartån can be estimated to be at least 385. Two species, *Ischnopoda scitula* and *Anthicus bimaculatus*, are included in the Swedish red list. Another ten species are local and rare in Sweden, including *Bembidion litorale, Philonthus subvirescens, Bledius tibialis, Ischnopoda constricta, I. coarctata, Aloconota insecta* and *Psammodius sulcicollis*. Also of interest is the isolated population of *Cicindela hybrida*, which is the northernmost in Scandinavia. Here, *C. hybrida* occurs on small and open point bars with dry sand and sparse grass vegetation. In contrast, the more continuous populations in south Sweden inhabit sparsely vegetated dune areas or, some times, sand pits. The Mjällån stream in Medelpad province is 40 km long and has a mean width of 10-12 m. The stream is subject to a natural water regime, and the water level can rise 4-5 m during spring floods. Point bars of both gravel and sand are frequent. Three species occurring here are included in the Swedish red list: *Cicindela maritima, Bembidion ruficolle* and *Bledius littoralis*. Another ten species are local and rare in Sweden, including *Bembidion litorale, B. lunatum, Stenus bimaculatus, Ochthephilus omalinus, Thinobius praetor, Bledius pallipes*, and *Psammobius sulcicollis*. Other taxa of conservation interest found in the riparian zone at the two streams are *Saldula c-album* (Hemiptera: Saldidae) and *Arctosa cinerea* (Araneae: Lycosidae). Of the above mentioned species, *C. maritima, B. litorale, B. lunatum* and *S. bimaculatus* have disappeared from several river localities in Sweden during the last decades.

In Sweden, 70 % of running waters have been exploited for hydropower purposes. Although hydroelectric power plants in small running waters, i.e. streams, contribute only 1 % of the total electric production in Sweden, and the prospects for increasing this production are very limited, there is now an interest from industry and the parliament to exploit also very moderately regulated or even free flowing streams. Extrapolating from results of studies on riparian plants, and on the decline of some riparian beetles along Scandinavian rivers, the impact of modern flow regulation on the habitat of many riparian beetle species is probably major. One of the most important negative consequences is the reduction in seasonally natural water level fluctuations, which in turn will lead to overgrowth by plants and less sedimentation on the naturally open and sparsely vegetated point bars inhabited by specialized riparian beetles. Moreover, lack of natural water level fluctuations will lead to increased risk of competition upon beetles from common, opportunistic species, including taxa other than beetles. Since the total area of suitable riparian beetle habitat is smaller along streams compared to rivers, the extinction risks at the former are probably higher. There is an urgent need for research on the effects of flow regulation on riparian beetles and associated insects, and on their present conservation status. However, since a majority of the running waters in the northern third of the world is already exploited, regulated, and fragmented, we cannot await perfect knowledge about these effects. Protection of the few remaining streams and rivers with a natural or near natural water regime must be given high priority immediately in order to save representative riparian and aquatic species communities.